第47卷 第5期
2024年5月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 47 No. 5
May 2024

中国新世纪水稻生产负外部性评估及时空演变研究

周镕基[1,2]， 骆丽庄[2]， 吴思斌[3]

（1. 湖南省乡村产业振兴研究中心，湖南 衡阳 421002； 2. 衡阳师范学院经济与管理学院，湖南 衡阳 421002；
3. 德克萨斯大学大河谷校区商学院，德克萨斯 爱丁堡 78541）

摘 要：水稻生产间接价值研究集中在生态系统服务功能上，外部性尤其负外部性研究不多，对其评估有利于生态防控和农业永续发展。基于2000—2021年全国各省水稻的面板数据，运用市场价值法和空间自相关等方法，从温室气体排放、化肥污染、农药污染、地膜污染、水资源消耗和农机能源污染方面分析水稻的负外部性价值及其时空演变特征。结果表明：(1) 全国水稻生产年均负外部性价值达2080.27×10^{8}元，其中温室气体排放、化肥、农药、地膜污染、水资源消耗和农机能源污染占比分别为35.93%、20.71%、10.27%、9.04%、17.44%和6.61%。(2) 以2012年新时代为分界点，负外部性价值总量呈先增后减趋势，体现了新时代生态防控的成效。(3) 空间分布异质性强，负外部性价值主要分布在胡焕庸线以东，其中华中、华南、西南、东北和华北稻作区年均负外部性价值分别为1025.45×10^{8}元、426.96×10^{8}元、329.36×10^{8}元、221.52×10^{8}元和61.99×10^{8}元；负外部性价值与地理空间存在全局正相关关系；局部自相关自东南向西北由"高-高"聚集向"低-低"聚集和不显著演变，"高-高"集聚区主要分布在华中和华南稻作区，"低-低"集聚区主要分布在华北稻作区。创新性地从研究对象和动态全局视阈评估了水稻生产负外部性，并从政府引领、市场引导和农户主导方面提出了因应策略。

关 键 词：水稻生产； 负外部性； 价值评估； 时空演变； 生态防控

文章编号：1000－6060(2024)05－0830－11(0830～0840)

水稻生产事关粮食安全，但亦是农业污染的重要来源。受制于农业科技水平的传统稻作方式具有"三低型"(低产出、低耗能、低污染)特征；近代人口激增导致粮食需求大增，传统"三低型"稻作模式难以为继，使用化肥、农药、地膜等"现代要素"来提高水稻产量的"石化农业"便应运而生。但其所带来的负外部性亦突显，出现了"高产出"同"高投入、高污染"的"三高悖论"。传统稻作方式向现代要素驱动型生产方式转型虽给粮食供给提供了保障，但出现了重经济价值(直接价值)轻非经济价值(间接价值)的短视行为，因此，对水稻生产负外部性进行评估尤为必要。

农业外部性是指农业生产者对与之没有直接经济联系的其他主体所产生的影响[1]，具有非市场化和非补偿性特征，可分为正外部性和负外部性[2]，本文重点研究负外部性，负外部性量值的大小可用负外部性价值来表述。

农业生态系统服务功能和农业外部性既有区别又有联系，区别体现在：概念内涵上，前者指人类从农业生产中获得的惠益[3]，后者指农业对人类福祉施加的未在市场交易中反映出来的非补偿性影响；理论范畴上，前者不限定发生的场所和实现形式[4]，后者具有非市场性且不含产品供给功能；研究视角上，前者基于生态学视角，后者基于经济学外部性视角。联系体现在：属性大体一致，两者均是基于人类的需求、利用和偏好，侧重反映社会属性[5]。功能部分重叠，如两者均涵括农业生态调节、生命支持和文化服务功能等。评估方法类似，有共通之

收稿日期：2023-06-12； **修订日期：**2023-12-12
基金项目：国家社会科学基金一般项目(21BJY257)；湖南省创新平台开放基金项目(2023HSKFJJ015)资助
作者简介：周镕基(1978-)，男，博士，教授，主要从事农业生态学研究. E-mail: zhourongji@hynu.edu.cn

处，如均用到功能价值法和当量因子法[6]。

现有研究大多集中于农业生态系统服务功能[7-8]（与正外部性交叉性强），对农业负外部性及其价值评估有待深入，已有研究主要从2条主线展开。（1）外部性价值的评估。国外较早对农业外部性价值进行了研究，如Whitby等[9]使用议价模型探索了农业生产与外部环境的关系；Osseni等[10]使用布列塔尼的空间享乐方法评估了农业外部性价值；Machá等[11]使用成本和收益法对捷克的南摩拉维亚地区农业外部性进行了价值评估。国内农业外部性价值评估的研究以正外部性居多，如周镕基等[12]基于湖南实证评估了农业生产正外部性价值。国内外关于农业的负外部性价值评估文献相对较少，现有研究以农业面源污染导致的环境外部性损害[13]为主。如向平安[14]从水稻生产造成的面源污染来探究相应的环境成本；Zou等[15]对1978—2017年全国农业面源污染进行了省域尺度分析；Sims等[16]和Uri[17]通过对美国的实证检验，证实化肥的不当使用会给农作物带来负外部性影响；Folkens等[18]和Deknock等[19]分别对德国硝酸盐污染和瓜亚斯河流域农药污染所带来的农业负外部性进行了分析。（2）外部性内部化的相关研究。Pajewski等[20]认为农业环境补贴对减少农业生产的负外部性有积极影响；郗伟东等[21]认为农业有机废弃物能源化生态补偿是纠正化学农业负外部性的可靠方法；刘雪等[22]从政府管制、市场激励和农户的资源协商方面来防治农业外部性污染。另有与外部性相关的生态系统服务功能价值评估的相关研究，包括省份[23]、地区[24-25]以及单个生态系统[26-27]的价值评估，这些为研究打下了良好基础。

综上，对农业外部性及生态系统服务功能的相关研究已取得一些成果，但仍存在不足：一是研究对象上，对水稻这一主粮的负外部性价值评估待深入；二是研究时空方面，以静态与局部区域为主，缺乏动态与宏观全局分析。鉴于此，本文基于2000—2021年全国省域水稻生产面板数据，结合周镕基等[28]、刘利花等[29]、杨友等[30]研究成果，运用市场价值法和空间自相关等方法，分析水稻的负外部性价值及其时空演变特征。本文的边际贡献为：一是从经济学视角评估了全国水稻生产负外部性价值，弥补了全国单一品种及负外部性研究的不足；二是用面板数据动态分析全国水稻生产负外部性时空演变趋势并实现可视化，据此提出相应防控策略。

1 数据与方法

1.1 数据来源

各地区水稻播种面积、产量及相应农资用量与价格等基础数据来自2001—2022年《中国农村统计年鉴》、省统计公报（其中港澳台和青海省数据缺失暂未评估）、国家发展和改革委员会、《中国物价统计年鉴》和《全国农产品成本收益资料汇编》；水稻生长周期及非淹水期天数来自中国农村科学院水稻研究所，并结合研究地实际调整；增温潜势数据采用IPCC第六次评估报告；造林成本法中排放CO_2的成本为260.90元·t^{-1}。

1.2 研究方法

1.2.1 温室气体排放的评估方法 水稻生产排放的温室气体主要包括CO_2、CH_4和N_2O，本文采用增温潜势法等方法，结合刘利花等[29]、邹建文等[31]研究结果，评估的公式如下：

$$F_{CH_4}=S_P\times T_{DS}\times f_1 \tag{1}$$

$$F_{N_2O}=S_P\times T_{FY}\times f_2 \tag{2}$$

$$F_{CO_2}=S_P\times T_{DS}\times\left(f_3+f_4\right) \tag{3}$$

式中：F_{CH_4}、F_{N_2O}和F_{CO_2}分别为温室气体CH_4、N_2O、CO_2的排放量（kg·a^{-1}）；S_P为水稻播种面积（hm^2）；T_{DS}为水稻生长期（d）；T_{FY}为水稻非淹水期（d）；f_1和f_2分别为水稻CH_4和N_2O的平均日排放通量（kg·hm^{-2}）；f_3和f_4分别为水稻植株和稻田土壤CO_2平均日排放通量（kg·hm^{-2}）。

$$F_{TCO_2}=\left(F_{CO_2}+\psi\times F_{CH_4}+\eta\times F_{N_2O}\right)\times 10^{-3} \tag{4}$$

式中：F_{TCO_2}为水稻生长折合总的CO_2的排放量（t·a^{-1}）；ψ、η分别为CH_4和N_2O折算为CO_2的系数，即增温潜势。

$$V_{P_1}=F_{TCO_2}\times N_C\times C_{ZL} \tag{5}$$

式中：V_{P_1}为水稻生长温室气体排放的负外部性价值（元·a^{-1}）；N_C为CO_2中C的含量（%）；C_{ZL}为碳交易价格（元·t^{-1}），使用中国造林成本进行计算。

1.2.2 化肥污染的评估方法 水稻生产中化肥过量或不当使用，导致土壤污染与板结。基于陈同斌等[32]的研究，采用同位素示踪法，分别对施用于水稻的氮肥、磷肥、钾肥和复合肥进行评估，以氮肥为例，

公式如下：

$$R_N = W_z \times C_s \times A_s \times W_s \times C_N \times A_N \tag{6}$$

式中：R_N 为氮肥利用率(%)；W_z 为水稻植株干重(g)；C_s 为水稻植株中的含氮量(%)；A_s 为水稻植株的 ^{15}N 原子百分超(%)；A_N 为标记肥料的 ^{15}N 原子百分超(%)；W_s 为施入的 ^{15}N 标记的氮肥量(%)；C_N 为肥料中的含氮量(%)。

结合杨友等[30]的研究，对水稻化肥污染负外部性价值进行评估。

$$V_{p_2} = \sum_{i=1}^{n}\left[PC_i \times U_i \times \left(1 - R_i\right)\right] \tag{7}$$

式中：V_{p_2} 为化肥污染负外部性价值(元)；PC_i 为第 i 种化肥的价格(元·t^{-1})；U_i 为第 i 种化肥折纯施用量(t)；R_i 为第 i 种肥料利用率(%)。

1.2.3 农药污染的评估方法 农药的过量使用会导致土壤、大气及地下水污染，使用机会成本法，结合张妮等[25]、元媛等[33]研究成果评估其负外部性价值。

$$R_p = N_s / N_q \times 100\% \tag{8}$$

$$V_d = R_p \times P_e \times UP \tag{9}$$

式中：R_p 为农药沉积率(%)；N_s 为沉积在水稻植株表面的农药剂量(t)；N_q 为水稻农药投放量(t)；V_d 为农药的损害值(元)；P_e 为农药价格(元·t^{-1})；UP 为农药的折纯施用量(t)。

$$V_e = \sum_{i=1}^{n}(R_i \times P_i \times Y_i \times S_i) \tag{10}$$

式中：V_e 为农药污染造成的农作物减产损失(元)；R_i 为农药污染造成的第 i 种作物的损失率(%)；P_i 第 i 种作物价格(元·t^{-1})；Y_i 为第 i 种作物单位面积产量(t·hm^{-2})；S_i 为第 i 种作物播种面积(hm^2)。

由于研究时间跨度大，农作物当期价格要考虑通胀因素，故用价格指数法进行评估。

$$P_i = CPI_i \times p_i \tag{11}$$

$$V_{p_3} = V_d + V_e \tag{12}$$

式中：CPI_i 为研究当期第 i 种作物的价格指数；p_i 为第 i 种作物的基期价格(元·t^{-1})；V_{p_3} 为农药污染负外部性价值(元)。

1.2.4 地膜污染的评估方法 水稻种植的地膜残留危害环境和农作物，其负外部性价值可用机会成本法来评估。基于祁兴芬等[34]的研究，评估方法如下：

$$V_{p_4} = Q_J \times R_c \sum_{i=1}^{n}(P_i \times RF_i) \tag{13}$$

式中：V_{p_4} 为地膜污染的负外部性价值(元)；Q_J 为覆膜土地产量(t)；R_c 为地膜残留率(%)；RF_i 为地膜污染导致的 i 类农作物损失率(%)。

$$Q_J = S_J \times Y_i \tag{14}$$

$$R_c = (C_1 - C_0)/C_t \tag{15}$$

式中：S_J 为地膜覆盖面积(hm^2)；C_1 为水稻收获后地膜残留总量(t)；C_0 为铺设地膜前地膜残留量(t)；C_t 为水稻的地膜铺设总量(t)。

1.2.5 水资源消耗的评估方法 水资源消耗可采用水库蓄水成本法，替代成本法进行计算[24]。

$$V_{p_5} = S_P \times Y_P \times C_W \tag{16}$$

式中：V_{p_5} 为水资源消耗的负外部性价值(元·a^{-1})；Y_P 为水稻单位面积需水量(t·hm^{-2})，主要指生理生长期蒸发耗水量；C_W 为水库蓄水成本(元·m^{-3})。

1.2.6 农机能源污染的评估方法

$$V_{p_6} = \sum UD_P \times ER_T \times C_{ZL} \tag{17}$$

$$ER_T = EO_C + \eta EM_{NU} + \partial EM_{SO} \tag{18}$$

式中：V_{p_6} 为农机能源污染的负外部性价值(元·a^{-1})；UD_P 为农用柴油施用量(t)；ER_T 为农用机械耗油折合总的 CO_2 的排放量(t·a^{-1})；EO_C 为农机机械柴油消耗排放的 CO_2 (t·a^{-1})；EM_{NU} 为农机机械柴油消耗排放的氧化氮物(以 NO_2 为主)(t·a^{-1})；EM_{SO} 为农机机械柴油消耗排放的硫化物(以 SO_2 为主)(t·a^{-1})；η 和 ∂ 分别为 NO_2 和 SO_2 折算的为 CO_2 的增温潜势。

$$V_t = \sum_{i=1}^{n} V_{p_i} = V_{p_1} + V_{p_2} + V_{p_3} + V_{p_4} + V_{p_5} + V_{p_6} \tag{19}$$

式中：V_t 为水稻生产总的负外部性价值。

1.2.7 空间自相关分析 为更科学严谨地评价各省市水稻负外部性的空间分异规律，在上述评估方法基础上测算2001—2022年各省市水稻负外部性全局莫兰指数(I_g)和局部莫兰指数(I_l)，公式如下：

$$I_g = \frac{n\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}\left(x_i - \bar{x}\right)\left(x_j - \bar{x}\right)}{\left(\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}\right)\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \bar{x}\right)^2} \tag{20}$$

$$I_l = \frac{n\left(x_j - \bar{x}\right)\sum_{j=1}^{n} w_{ij}\left(x_i - \bar{x}\right)}{\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \bar{x}\right)^2} \tag{21}$$

式中：n 为区域总数；x_i 和 x_j 为区域 i 和 j 的水稻生产

负外部性价值；$\bar{x}$ 为对应区域水稻生产负外部性价值均值；w_{ij} 为区域 i 和 j 之间的空间权重矩阵。I_g 的取值范围为[-1, 1],其中 $I_g>0$ 表示空间要素呈全局空间正相关,值越大相关性越明显；$I_g=0$ 表示随机分布；$I_g<0$ 表示空间要素呈全局空间负相关,值越小空间差异越大。I_1 的结果可以用LISA聚类图可视化,包括高-高、低-低、高-低、低-高聚类和不显著5类。

2　结果与分析

2.1　水稻生产负外部性价值时间变化趋势

2.1.1　负外部性价值结构及时间变化趋势　2000—2021年全国水稻生产负外部性价值总量整体呈现先增后减趋势,变幅为1846.12×10⁸~2292.94×10⁸元(图1)。其中,温室气体排放负外部性价值变幅为681.40×10⁸~770.21×10⁸元,由于春旱等自然灾害,2000—2003年水稻播种面积减少4.30%,负外部性价值年均下降21.88×10⁸元,下降11.38%；2004—2016年年均增长3.28×10⁸元,增长5.85%；2017—2021年年均下降5.53×10⁸元,下降4.2%。化肥污染价值变幅为346.14×10⁸~579.18×10⁸元,2000—2012年呈波动增长趋势,年均增长9.87×10⁸元,增长35.70%；2012—2021年年均下降14.16×10⁸元,下降29.03%。农药污染负外部性价值变幅为147.31×10⁸~254.38×10⁸元,2000—2012年年均增长4.09×10⁸元,增长27.55%；2012—2021年年均下降9.92×10⁸元,下降40.23%。地膜污染负外部性价值变幅为127.67×10⁸~223.32×10⁸元,2000—2012年年均增长6.88×10⁸元,增长70.06%；2012—2021年年均下降4.60×10⁸元,下降21.17%。水资源消耗负外部性价值变幅为326.17×10⁸~377.43×10⁸元,2000—2012年年均增长0.22×10⁸元,增长0.78%；2012—2021年年均下降0.19×10⁸元,下降0.51%。农机能源污染负外部性价值变幅为102.84×10⁸~169.87×10⁸元,2000—2012年年均增长1.62×10⁸元,增长16.54%；2012—2021年年均下降4.55×10⁸元,下降30.69%。

总的来看,2000—2011年负外部性价值变幅大于2012—2021年。其中,温室气体排放和水资源消耗变化率较小。2000—2012年随着农药化肥的不断推广,负外部性价值呈波动增长之势。自2012年新时代后,化肥、农药等利用率的提高,农业环保政策的颁布和实施,化肥、农药以及农机能源污染负外部性有下降趋势,但整体降幅小于增幅。

2.1.2　负外部性价值区域分布及时间变化趋势　由2000—2021年水稻生产负外部性价值的地区分布可知(图2),以2012年为分界点,华北稻作区(北京市、天津市、河北省、山西省、山东省、河南省、陕西省)、华中稻作区(湖南省、安徽省、江苏省、浙江省、江西省、湖北省、上海市)、华南稻作区(广东省、福

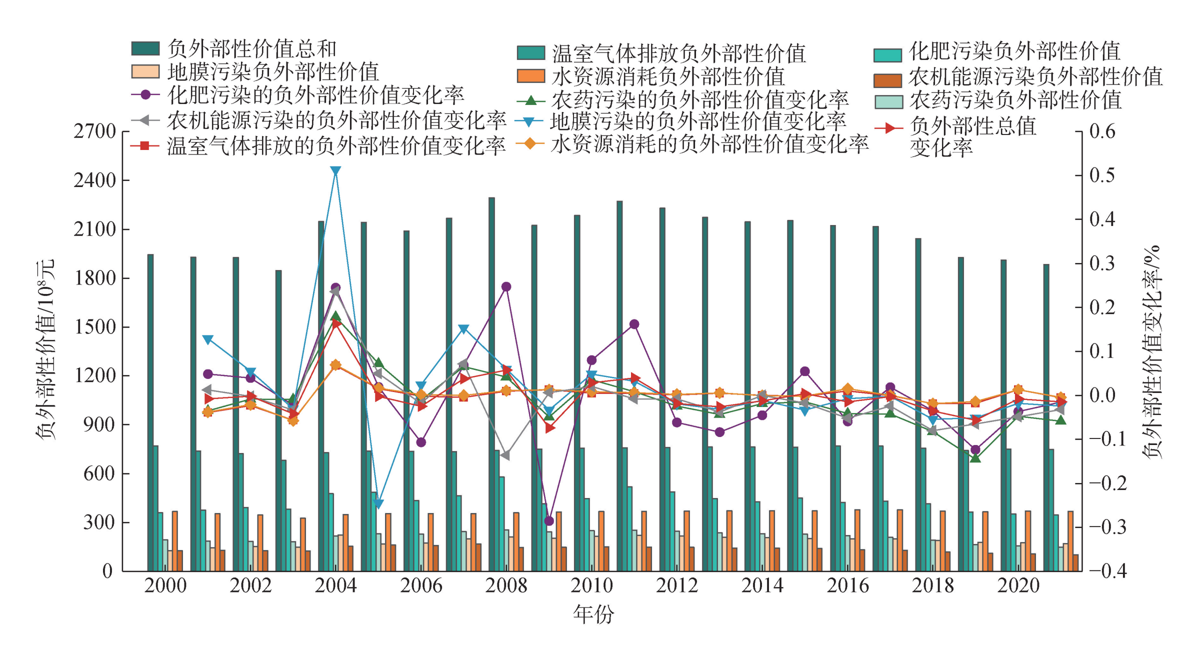


图1　2000—2021年水稻生产负外部性价值构成的时间变化

Fig. 1　Time change of negative externality value composition of rice production from 2000 to 2021

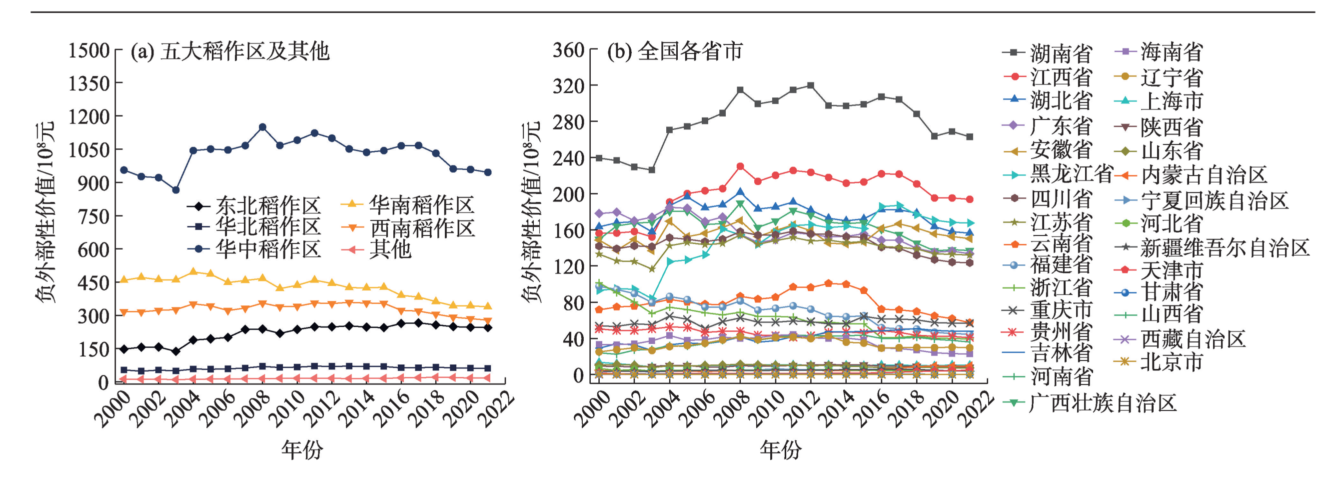


图2　2000—2021年水稻生产负外部性价值地区的时间变化

Fig. 2　Time change of negative externality value area of rice production from 2000 to 2021

建省、海南省、广西壮族自治区)和西南稻作区(四川省、重庆市、云南省、贵州省)水稻生产负外部性价值整体呈现先增后减趋势,东北稻作区(黑龙江省、吉林省、辽宁省)整体呈现递增趋势。

2000—2021年东北稻作区水稻生产负外部性价值变幅为137.03×10^8~266.22×10^{8}元,增长50.45%。原因在于水稻生产重心向东北转移[35],东北稻作区尤其是黑龙江省的水稻播种面积较大且近年来增长速度较快(年均增长84.86×10^3 hm^2)。华北、华中、华南和西南稻作区水稻生产负外部性价值变幅分别为48.21×10^8~70.46×10^{8}元、865.29×10^8~1149.92×10^{8}元、338×10^8~494.65×10^{8}元、278.19×10^8~358.55×10^{8}元,2000—2012年年均增幅分别为32.07%、17.48%、0.09%、12.09%,2012—2021年年均降幅分别为14.25%、15.81%、26.30%、21.79%。

2.2 水稻生态系统负外部性价值空间演变特征

2.2.1 水稻生产负外部性价值的空间分布格局 从水稻生产负外部性价值的分布格局来看(图3),区域差异明显,呈现"南高北低、东高西低"趋势。基于水稻的年均负外部性价值,将其分为高、中、低3个维度。高值区呈面状分布,主要集中于华中稻作区和华南稻作区,占比分别为49.29%和20.52%;中值区呈块状分布,主要集中于西南稻作区和东北稻作区,占比分别为15.83%和10.65%;低值区集中分布于华北和西北稻作区,总占比为3.70%。

水稻生产负外部性价值排序为:温室气体排放(35.93%)>化肥污染(20.71%)>水资源消耗(17.44%)>农药污染(10.27%)>地膜污染(9.04%)>农机能源污染(6.61%)。温室气体排放主要分布在华中和华南稻作区,年均负外部性价值分别为394.04×10^{8}元和138.99×10^{8}元,合计占温室气体排放的71.31%。化肥污染服从总体分异趋势,集中于华中和华南稻作区,其年均负外部性价值分别为188.02×10^{8}元和117.67×10^{8}元,合计占化肥污染的70.95%。农药污染以华中和华南稻作区最为集中,其年均负外部性价值总量分别为111.79×10^{8}元和59.10×10^{8}元,合计占农药污染的80.01%。地膜污染集中于华中和西南稻作区,年均负外部性价值分别为79.02×10^{8}元和59.31×10^{8}元,合计占地膜污染的73.57%。由于西南稻作区的喀斯特地貌需用更多地膜保水、保土,因而地膜负外部性价值超过华南稻作区。水资源消耗和农机能源污染均集中于华中稻作区,年均负外部性价值分别为181.10×10^{8}元和71.48×10^{8}元,占比分别为49.91%和51.98%。

2.2.2 水稻生产负外部性价值的空间自相关性 由表1可知,2000、2012年和2021年温室气体排放、化肥、农药、地膜污染、水资源消耗和农机能源污染的全局莫兰指数均为正值,变幅为0.137~0.592。除2000年和2012年的农机能源污染外,均通过了5%的显著性检验,表明水稻生产的负外部性价值与地理空间存在正相关关系。温室气体排放、化肥污染和水资源消耗的全局莫兰指数呈下降趋势,表明其负外部性价值空间自相关程度呈逐渐减弱态势。农药污染、地膜污染和农机能源污染的全局莫兰指数呈现先降后升趋势,表明其负外部性价值空间自相关程度呈先降后增态势。

2.2.3 水稻生产负外部性价值的空间异质性 在对空间整体分布格局分析的基础上,借助ArcGIS 10.8

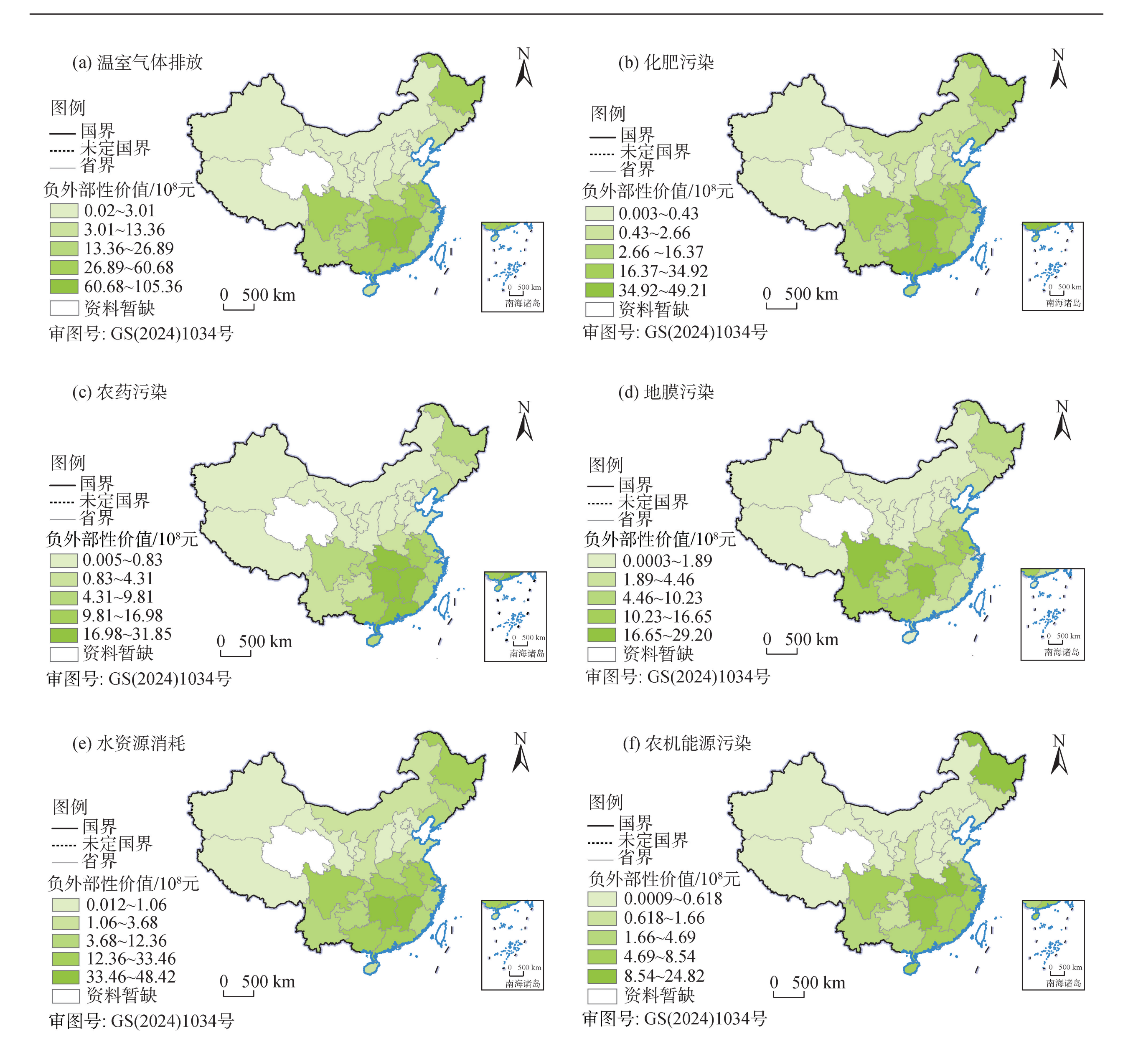


图3 2000—2021年水稻生产年均负外部性价值空间分布格局

Fig. 3 Spatial distribution patterns of annual average negative externality value of rice production from 2000 to 2021

表1 水稻生产负外部性的全局莫兰指数

Tab. 1 Global Moran's *I* index of negative externality of rice production

年份	温室气体排放	化肥污染	农药污染	地膜污染	水资源消耗	农机能源污染
2000	0.533^{***}	0.572^{***}	0.592^{***}	0.299^{***}	0.507^{***}	0.144
2012	0.401^{***}	0.493^{***}	0.539^{***}	0.235^{**}	0.343^{***}	0.137
2021	0.350^{***}	0.470^{***}	0.551^{***}	0.306^{***}	0.286^{**}	0.291^{***}

注:*、**、***分别表示在10%、5%、1%水平上显著。

进一步对局部空间的集聚位置和区域相关程度进行聚类分析(图4)。2000—2021年水稻生产负外部性价值聚类特征稳定但存在空间异质性。聚类分布整体显示为自东南向西北由高-高聚集向低-低聚集和不显著演变,高值区主要聚集于华中和华南地区,低值区主要聚集于西北和华北地区。

其中,黑龙江省始终保持高-低聚类分布,原因在于水稻播种面积的不断增大,负外部性价值总额

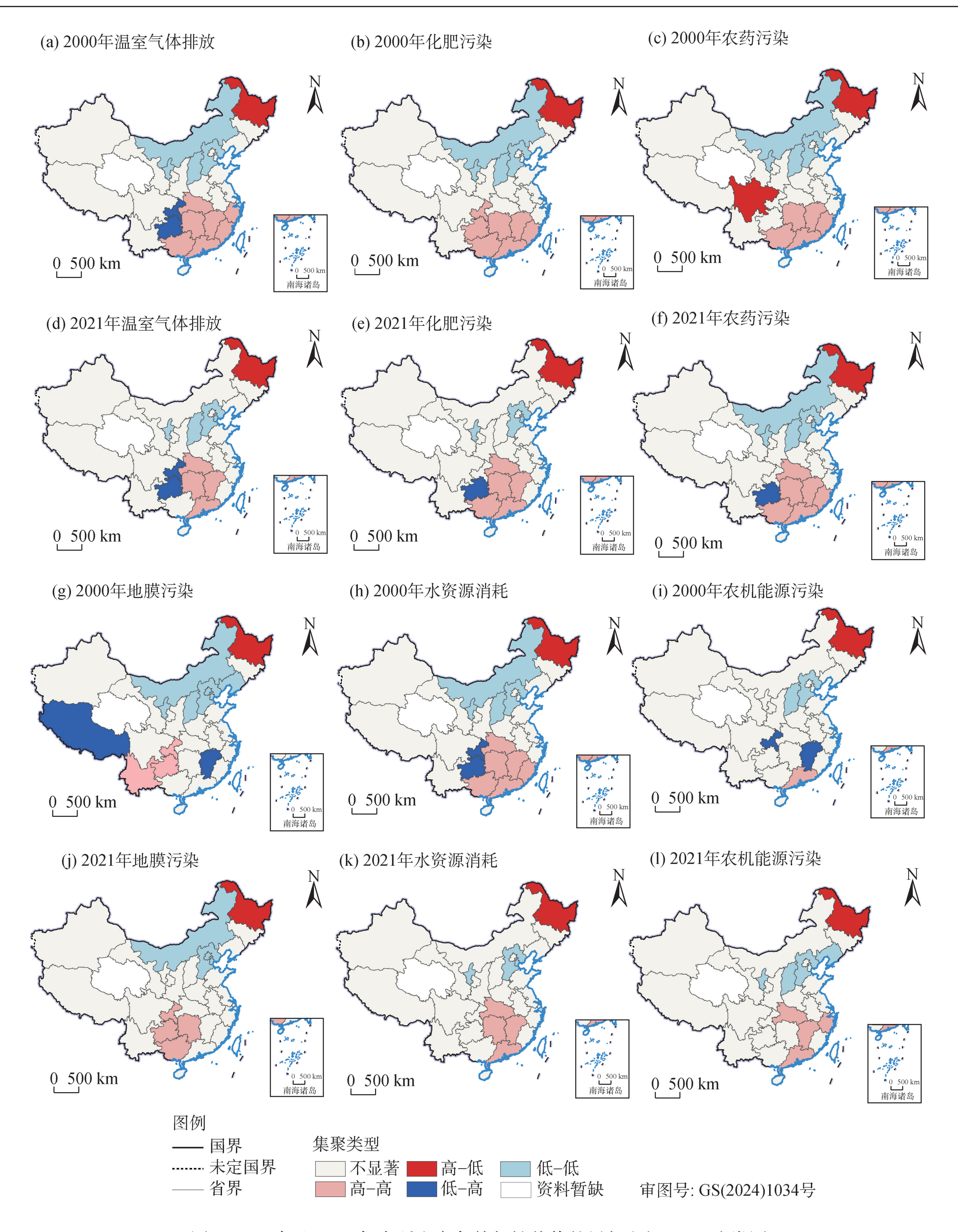


图4 2000年和2021年水稻生产负外部性价值的局部空间LISA聚类图

Fig. 4 Local spatial LISA cluster diagrams of negative externality value of rice production in 2000 and 2021

亦逐年递增,高于邻近区域。华北稻作区由于当地气候条件、自然禀赋和社会条件等原因,水稻播种面积较少,整体呈现低-低聚类,而华中和华南稻作区省份水热条件适宜水稻生长,整体呈现高-高聚类分布。

就温室气体排放而言,浙江省由高-高聚类变为不显著,原因在于21世纪以来浙江省水稻播种面积的减少和新时代生态文明战略在该省实施效果好。21世纪以来,内蒙古自治区的水稻播种面积相对于周围省份增大,因而低-低聚类变为不显著。

受第三产业发展影响，福建省和广西壮族自治区的水稻播种面积相对周边省份减少，因而由高-高聚类变为不显著。就化肥污染而言，贵州省由高-高聚类向低-高聚类演变，表明近年来其负外部性价值降低且下降幅度较邻近区域较快。农药污染与化肥污染聚类分布大体一致，其中四川省由高-低聚类变为不显著，贵州省由不显著变为低-高聚类。就地膜污染而言，西藏自治区和江西省由低-高聚类变为不显著，高-高聚类主要集中于重庆市和贵州省等西南稻作区，原因在于西南地区喀斯特地貌的分布，使其地膜施用量较大。就水资源消耗而言，贵州省和重庆市由低-高聚类变为不显著，内蒙古自治区和山西省由低-低聚类变为不显著，广西壮族自治区和福建省由高-高聚类变为不显著。就农机能源污染而言，江西省由低-高聚类变为高-高聚类，重庆市由低-高聚类变为不显著，湖北省和浙江省由不显著变为高-高聚类。

3 讨 论

本文辨识了农业外部性和农业生态系统服务的异同，评估了水稻生产负外部性价值并分析其时空演变特征。从时间变化看，2000—2021年全国水稻生产负外部性价值先增后减，这与杨腾等[36]的评估结果基本一致。受地理因素和资源禀赋影响，负外部性价值空间上呈现"南高北低、东高西低"分异规律，这与方福平[37]研究结果基本一致。与祁兴芬[34]的研究相比，研究对象聚焦"水稻"这一主粮，研究对象更具针对性；与周镕基等[28]的研究相比，本文更侧重于评估水稻生产负外部性价值；与刘利花等[29]、杨友等[30]、蒋琳莉等[38]的研究相比，本文对全国水稻生产进行动态与宏观全局分析，弥补了静态与局部区域不足；与马丽娜等[23]、王志强等[24]、杨腾等[36]的研究相比，本文侧重从经济学角度评估全国水稻生产负外部性价值。

通过水稻生产的负外部性价值评估，有利于生态防控意识的提高和防控措施的落地。但基于水稻生长过程的复杂性和动态性，许多负外部性影响因素仍存在不确定性，加之研究的时空跨度较大，各地之间水稻种植的自然禀赋和社会条件不一，数据获取难度大，运用现有的计量方法和研究手段对负外部性价值进行定量评估仍然存在一定的困难。因此，未来还需深入研究水稻生产负外部性价值的影响因素和测算方法。

4 结论与建议

4.1 结论

(1) 从构成的时间变化上，2000—2021年水稻生产负外部性价值呈"先增后减"趋势，以2012年为分界点，增幅(16.84%)大于降幅(15.52%)，水稻面源污染形势仍旧严峻；从不同地区的时间变化看，东北稻作区的负外部性价值呈递增趋势，整体增幅为50.45%，华中、华南、华北和西南稻作区以2012年为分界点，负外部性价值呈先增后减趋势，体现了新时代生态防控的成效。

(2) 从空间分布格局上，水稻生产负外部性价值呈"南高北低、东高西低"趋势，集中分布于五大稻作区，排序为：华中稻作区(49.29%)>华南稻作区(20.52%)>西南稻作区(15.83%)>东北稻作区(10.65%)>华北稻作区(2.98%)>其他(0.72%)。

(3) 从空间自相关上，全局莫兰指数变幅为0.137~0.592，水稻生产负外部性价值与地理空间存在正相关关系。其中，温室气体排放、化肥污染和水资源消耗的负外部性价值的空间自相关程度逐渐减弱，农药、地膜和农机能源污染的全局莫兰指数呈现先降后升趋势。2000—2021年水稻生产负外部性价值局部自相关聚类稳定但存在空间异质性，整体聚类分布为自东南向西北由高-高聚集向低-低聚集和不显著延伸，高-高集聚区主要分布在华中和华南稻作区，低-低集聚区主要分布在华北稻作区。

4.2 建议

水稻生产负外部性价值评估是为了提高生态防控意识，实现水稻产业绿色转型。为此要加强：(1) 政府引领。以高标准农田建设为契机，完善农药与化肥监测、环境税、生态补贴等制度体系，引领生态水稻的整体规划。(2) 市场引导。严格按市场标准打造生态稻米品牌，畅通基于市场信任的生态稻米价值实现机制，以市场机制实现溢价，引导生态转型。(3) 农户主导。市场溢价高的生态稻米是农户主导负外部性防控的激励机制，以"知行合一"践行生态转型。

参考文献(References)

[1] 张蔚文, 李学文. 外部性作用下的耕地非农化权配置——"浙江模式"的可转让土地发展权真的有效率吗?[J]. 管理世界, 2011(6): 47-62. [Zhang Weiwen, Li Xuewen. The allocation of non-agricultural rights of cultivated land under the influence of externalities: Is the transferable land development right of Zhejiang model?[J]. Journal of Management World, 2011(6): 47-62.]

[2] 吕耀, 章予舒. 农业外部性识别、评价及其内部化[J]. 地理科学进展, 2007, 26(1): 123-132. [Lü Yao, Zhang Yushu. Identification, evaluation and internalization of externalities of agricultural[J]. Progress in Geography, 2007, 26(1): 123-132.]

[3] Costanza R, D'Arge, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(15): 253-260.

[4] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment[M]. Washington, DC: Island Press, 2003.

[5] 陈东军, 钟林生. 生态系统服务价值评估与实现机制研究综述[J]. 中国农业资源与区划, 2023, 44(1): 84-94. [Chen Dongjun, Zhong Linsheng. Review of the value evaluation and realization mechanism of ecosystem service[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44 (1): 84-94.]

[6] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值[J]. 资源科学, 2015, 37(9): 1740-1746. [Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhang Changshun, et al. The value of ecosystem services in China[J]. Resources Science, 2015, 37(9): 1740-1746.]

[7] Tang H Y, Huang G. A review of research on agroecosystem services based on bibliometric analysis[J]. Research in Ecology, 2021, 3(2): 46-52.

[8] 景晓栋, 田贵良, 班晴晴, 等. 基于文献计量的21世纪以来我国生态系统服务研究现状及发展趋势[J]. 生态学报, 2023, 43(17): 7341-7351. [Jing Xiaodong, Tian Guiliang, Ban Qingqing, et al. Research status and development trend of ecosystem services in China since the 21st century based on bibliometrics[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(17): 7341-7351.]

[9] Whitby M, Hanley N. Problems of agricultural externalities: A conceptual model with implications for research[J]. Journal of Agricultural Economics, 1986, 37(1): 1-11.

[10] Osseni A F, Bareille F, Dupraz P. Decoupling values of agricultural externalities according to scale: A spatial hedonic approach in Brittany[J]. Working Papers, 2019, 70(5): 655-693.

[11] Machá J, Trantinová M, Zaňková L. Externalities in agriculture: How to include their monetary value in decision-making?[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2021, 18(1): 1-18.

[12] 周镕基, 吴思斌, 皮修平. 农业生产正外部性环境价值评估及其提升研究——以湖南省为例[J]. 农业现代化研究, 2017, 38(3): 383-388. [Zhou Rongji, Wu Sibin, Pi Xiuping. The environmental valuation and promotion of agricultural positive externalities: A case study of Hunan Province[J]. Research of Agricultural Modernization, 2017, 38(3): 383-388.]

[13] 梁丽娜, 赵亚慧, 吴佳俊, 等. 基于Citespace的国内外农业面源污染研究进展与前沿分析[J]. 中国农业资源与区划, 2023, 44(4): 99-112. [Liang Lina, Zhao Yahui, Wu Jiajun, et al. Research progress and frontier analysis of agricultural non-point source pollution at home and abroad based on Citespace[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(4): 99-112.]

[14] 向平安. 湖南洞庭湖区水稻生产的环境成本研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2187-2193. [Xiang Pingan. Environmental cost of rice production in Dongting Lake area of Hunan Province [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(11): 2187-2193.]

[15] Zou L L, Liu Y S, Yong S, et al. Assessment and analysis of agricultural non-point source pollution loads in China: 1978—2017[J]. Journal of Environmental Management, 2020, 263(6): 110400, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110400.

[16] Sims J T, Goggin N, Mcdermott J. Nutrient management for water quality protection: Integrating research into environmental policy [J]. Water Science & Technology, 1999, 39(12): 291-298.

[17] Uri N D. Envrionmental considerations in the fertilizer use decision [J]. Environmental Geology, 1998, 34(2-3): 103-110.

[18] Folkens L, Wiedemer V, Schneider P. Monetary valuation and internalization of externalities in German agriculture using the example of nitrate pollution: A case-study[J]. Sustainability, 2020, 12 (16): 1-19.

[19] Deknock A, Troyer N D, Houbraken M, et al. Distribution of agricultural pesticides in the freshwater environment of the Guayas River Basin (Ecuador)[J]. Science of the Total Environment, 2019, 646: 996-1008.

[20] Pajewski T, Malak-Rawlikowska A, Gołębiewska B. Measuring regional diversification of environmental externalities in agriculture and the effectiveness of their reduction by EU agri-environmental programs in Poland[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 276 (12): 1-10.

[21] 郗伟东, 武晓艺, 韩洁平. 农业有机废弃物能源化对化学农业负外部性纠正研究[J]. 生态经济, 2021, 37(4): 110-117. [Xi Weidong, Wu Xiaoyi, Han Jieping. Study on the correction of negative externalities of chemical agriculture by the energy utilization of agricultural organic waste[J]. Ecological Economy, 2021, 37(4): 110-117.]

[22] 刘雪, 傅泽田. 我国农业生产的污染外部性及对策[J]. 中国农业大学学报(社会科学版), 2000(3): 42-45. [Liu Xue, Fu Zetian. Externality of pollution in China's agricultural production and countermeasures[J]. Journal of China Agricultural University (Social Science Edition), 2000(3): 42-45.]

[23] 马丽娜, 张飞云, 翟玉鑫, 等. 1980—2020年新疆土地利用变化下生态系统服务价值时空演变分析[J]. 干旱区地理, 2023, 46(2): 253-263. [Ma Lina, Zhang Feiyun, Zhai Yuxin, et al. Temporal and spatial evolution of ecosystem service value under land use change in Xinjiang from 1980 to 2020[J]. Arid Land Geography, 2023, 46(2): 253-263.]

[24] 王志强, 唐海鹰, 闻熠, 等. 长江中游地区稻田生态系统服务功能价值评估研究进展[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(6): 89-100. [Wang Zhiqiang, Tang Haiying, Wen Yi, et al. Research progress on value evaluation of paddy fields ecosystem services in middle reaches of the Yangtze River[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2022, 41(6): 89-100.]

[25] 张妮, 周忠学. 城市化进程区农业生态系统正负服务测算——以长安区为例[J]. 干旱区地理, 2018, 41(2): 409-419. [Zhang Ni, Zhou Zhongxue. Positive and negative agro-ecosystem services evaluation in urbanizing area: A case study of Chang'an District[J]. Arid Land Geography, 2018, 41(2): 409-419.]

[26] 胡晓燕, 于法稳, 徐湘博, 等. 农田生态系统服务价值核算：指标体系构建及应用研究[J]. 生态经济, 2023, 39(4): 111-121. [Hu Xiaoyan, Yu Fawen, Xu Xiangbo, et al. Accounting of cropland ecosystem services: Indicator system construction and its application[J]. Ecological Economy, 2023, 39(4): 111-121.]

[27] 刘洋洋, 任涵玉, 周荣磊, 等. 中国草地生态系统服务价值估算及其动态分析[J]. 草地学报, 2021, 29(7): 1522-1532. [Liu Yangyang, Ren Hanyu, Zhou Ronglei, et al. Estimation and dynamic analysis of service value of grassland ecosystem in China[J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(7): 1522-1532.]

[28] 周镕基, 皮修平, 吴思斌, 等. 供给侧视角下农业生产外部性环境价值评估——基于藏粮于田的湖南实证[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(11): 306-310. [Zhou Rongji, Pi Xiuping, Wu Sibin, et al. Environmental valuation of agricultural externalities from perspective of supply side: Based on empirical study on storing grain in fields in Hunan Province[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2018, 46(11): 306-310.]

[29] 刘利花, 尹昌斌, 钱小平. 稻田生态系统服务价值测算方法与应用——以苏州市域为例[J]. 地理科学进展, 2015, 34(1): 92-99. [Liu Lihua, Yin Changbin, Qian Xiaoping. Calculation methods of paddy ecosystem service value and application: A case study of Suzhou City[J]. Progress in Geography, 2015, 34(1): 92-99.]

[30] 杨友, 杨宁, 邹冬生. 张家界市农田生态系统服务功能价值损益特征分析[J]. 农业现代化研究, 2015, 36(1): 132-136. [Yang You, Yang Ning, Zou Dongsheng. Farmland ecosystem function service values in Zhangjiajie City[J]. Research of Agricultural Modernization, 2015, 36(1): 132-136.]

[31] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 稻田CO_2、CH_4和N_2O排放及其影响因素[J]. 环境科学学报, 2003, 23(6): 758-764. [Zou Jianwen, Huang Yao, Zong Lianggang, et al. A field study on CO_2, CH_4 and N_2O emissions from rice paddy and impact factors[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2003, 23(6): 758-764.]

[32] 陈同斌, 曾希柏, 胡清秀. 中国化肥利用率的区域分异[J]. 地理学报, 2002, 57(5): 531-538. [Chen Tongbin, Zeng Xibai, Hu Qingxiu. Utilization efficiency of chemical fertilizers among different counties of China[J]. Acta Geographica Sinica, 2002, 57(5): 531-538.]

[33] 元媛, 刘金铜, 靳占忠. 栾城县农田生态系统服务功能正负效应综合评价[J]. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2809-2814. [Yuan Yuan, Liu Jintong, Jin Zhanzhong. An integrated assessment of positive and negative effects of high-yielding cropland ecosystem services in Luancheng County, Hebei Province of north China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(12): 2809-2814.]

[34] 祁兴芬. 区域农田生态系统正、负服务价值时空变化及影响因素分析——以山东省为例[J]. 农业现代化研究, 2013, 34(5): 622-626. [Qi Xingfen. Spatial and temporal change positive and negative services value and its impact factors in regional farmland ecosystem: A case study in Shandong Province[J]. Research of Agricultural Modernization, 2013, 34(5): 622-626.]

[35] 杨万江, 陈文佳. 中国水稻生产空间布局变迁及影响因素分析[J]. 经济地理, 2011, 31(12): 2086-2093. [Yang Wanjiang, Chen Wenjia. Studies on the distribution changing of China's rice production and its influencing factors[J]. Economic Geography, 2011, 31(12): 2086-2093.]

[36] 杨腾, 孙艳华. 中国稻田生态系统服务净价值评估[J]. 中国农业大学学报, 2020, 25(3): 159-172. [Yang Teng, Sun Yanhua. Evaluation of the net value of paddy ecosystem services in China[J]. Journal of China Agricultural University, 2020, 25(3): 159-172.]

[37] 方福平. 我国稻田生态服务价值的影响因素与生态补偿机制研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2016. [Fang Fuping. Influencing factors of ecosystem service value of paddy field in China and the ecosystem compensation mechanism for rice production[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2016.]

[38] 蒋琳莉, 黄好钦, 何苏榕, 等. 广西稻田生态系统服务价值评估及其时空演变特征[J]. 西南农业学报, 2022, 35(11): 2633-2640. [Jiang Linli, Huang Haoqin, He Surong, et al. Service value evaluation and spatial-temporal evolution characteristics of paddy field ecosystem in Guangxi[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2022, 35(11): 2633-2640.]

Evaluation and spatial-temporal evolution of negative externalities of rice production in China in the 21st century

ZHOU Rongji[1,2], LUO Lizhuang[2], WU Sibin[3]

(1. Hunan Provincial Rural Industry Revitalization Research Center, Hengyang 421002, Hunan, China; 2. School of Economics and Management, Hengyang Normal University, Hengyang 421002, Hunan, China; 3. Business School, The University of Texas Rio Grande Valley, Edinburg 78541, Texas, USA)

Abstract: Research on the indirect value of rice production has predominantly focused on ecosystem services, often overlooking the importance of negative externalities. Addressing these externalities is crucial for ecological regulation and the promotion of sustainable agriculture. This study employed market valuation and spatial autocorrelation methods to evaluate the negative externality value of rice production in China, using panel data from 2000 to 2021 across various provinces. The analysis covered greenhouse gas emissions, pollution from fertilizers and pesticides, plastic film residue, water resource consumption, and energy pollution from agricultural machinery. The findings reveal that: (1) The mean annual value of negative externalities in national rice production was approximately 2080.27×10^8 yuan, with the contributions from greenhouse gas emissions, fertilizers, pesticides, plastic waste, water resource consumption, and agricultural machinery energy pollution being 35.93%, 20.71%, 10.27%, 9.04%, 17.44%, and 6.61%, respectively. (2) The total value of negative externalities showed an initial increase followed by a decrease, with 2012 marking a turning point. This trend reflects the impact of new era of ecological control measures. (3) There was significant spatial heterogeneity in the distribution of negative externalities, mainly concentrated to the east of the Hu Line. The annual mean values in rice-producing regions were as follows: central China (1025.45×10^8 yuan), south China (426.96×10^8 yuan), southwest China (329.36×10^8 yuan), northeast China (221.52×10^8 yuan), and north China (61.99×10^8 yuan). There was a positive global correlation between external cost values and geographical space, with local spatial autocorrelation evolving from high-high clustering in the southeast to low-low clustering and insignificance toward the northwest. High-high clusters were predominantly found in central and southern rice-growing areas of China, while low-low clusters were mainly in the northern region of China. This paper presents a novel approach to assessing negative externalities in rice production, offering a comprehensive and dynamic global perspective. It also proposes strategic responses involving government, market, and farmer-led initiatives.

Key words: rice production; negative externality; value evaluation; spatial-temporal evolution; ecological control